

第32卷 第4期

海洋环境科学

Vol. 32, No. 4

2013年8月

MARINE ENVIRONMENTAL SCIENCE

August 2013

【技术与方法】

应用物种敏感性分布法评估不同形态 Cr
对海洋生物的生态风险杜建国¹ 赵佳懿² 林彩¹ 陈彬¹ 陈明茹³ 周通⁴ 马志远¹ 胡文佳¹

(1. 国家海洋局第三海洋研究所 福建 厦门 361005; 2. 厦门大学 海洋与海岸带发展研究院 福建 厦门 361102; 3. 厦门大学 海洋与地球学院 福建 厦门 361102; 4. 福建海洋研究所 福建 厦门 361012)

摘要: 应用生态风险评价中的物种敏感性分布(SSD)方法构建了3种不同形态(Cr 、 Cr^{3+} 、 Cr^{6+})的重金属Cr对海洋生物的SSD曲线。在此基础上计算了3种形态的Cr对不同海洋生物的5%危害浓度(HC5)和其不同暴露浓度对海洋生物的潜在影响比例(PAF),比较了海洋脊椎动物和无脊椎动物对不同形态的重金属Cr的敏感性以及不同形态的Cr的急性生态风险,并且评价了两个港湾海水体中常见形态的重金属Cr的联合生态风险。结果表明3种形态的重金属Cr的HC5的大小顺序为 $\text{Cr}^{3+} > \text{Cr}^{6+} > \text{Cr}$ 。浓度小于 $10 \mu\text{g/L}$ 时, Cr 、 Cr^{3+} 、 Cr^{6+} 三者生态风险差异不大,且都处于相对较低的水平。在 $10 \mu\text{g/L}$ 的暴露浓度下,三者所影响的海洋生物比例均未超过5%。随着浓度升高,生态风险也相应增大。当浓度达到 $1000 \mu\text{g/L}$ 时,分别有23.43%、13.73%和17.27%的物种受到 Cr 、 Cr^{3+} 、 Cr^{6+} 的损害,此时三者的生态风险差异也比低浓度时有所增大。当不同形态的重金属Cr浓度在不同的范围时,不同生物的敏感性大小顺序会发生变化。三种形态的重金属对无脊椎动物的生态风险均比脊椎动物(本文即指鱼类)大。两个海湾水体重金属生态风险的大小顺序为宁德海域(0.66%) > 福清海域(0.63%)。

关键词: Cr; 元素(化学)形态; 海洋生物; 生态风险; 物种敏感性分布

中图分类号: X820.4 **文献标识码:** A **文章编号:** 1007-6336(2013)04-0570-06

Assessing ecological risks of different valence states of Cr to marine
organisms by species sensitivity distributionsDU Jian-guo¹ ZHAO Jia-yi² LIN Cai¹ CHEN Bin¹ CHEN Ming-ru³ ZHOU Tong⁴ MA Zhi-yuan¹ HU Wen-jia¹

(1. Third Institute of Oceanography State Oceanic Administration, Xiamen 361005, China; 2. Coastal and Ocean Management Institute, Xiamen University, Xiamen 361102, China; 3. College of Ocean and Earth Sciences, Xiamen University, Xiamen 361102, China; 4. Fujian Institute of Oceanography, Xiamen 361012, China)

Abstract: Species sensitivity distributions (SSD) method was used to assess the ecological risk of three valence states of Cr (Cr , Cr^{3+} , Cr^{6+}) to marine organisms. The acute toxicity data (LC_{50} or EC_{50}) were collected from ECOTOX database and SSD curves were fitted based on BurrIII and ReWeibull function. The acute ecological risks of different valence states of Cr and the sensitivity of different marine species (vertebrate and invertebrate) to these different valence states of Cr were compared by the hazardous concentrations for 5% of the species (HC5) and the potential affected fractions (PAF). Then the HC5 values of these different valence states of Cr were in the order: $\text{Cr}^{3+} > \text{Cr}^{6+} > \text{Cr}$. When exposure concentration was lower than $10 \mu\text{g/L}$, no significant differences among the ecological risks of Cr, Cr^{3+} and Cr^{6+} was observed. Also none of these four observations exceeded the threshold of 5% (PAF) at the exposure level of $10 \mu\text{g/L}$. The ecological risks of the heavy metals increased as the exposure concentration increased. When came up to $1000 \mu\text{g/L}$, 23.43%, 13.73% and 17.27% of marine species would be affected by Cr, Cr^{3+} and Cr^{6+} , respectively. The order of sensitivity to marine species varied with different concentration of heavy metals. The ecological risk of all these three valence states

收稿日期: 2012-08-31 修订日期: 2012-11-16

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(31101902); 国家海洋局青年海洋科学基金资助项目(2011143); 海洋公益性行业科研专项经费资助(201105015); 福建省自然科学基金资助项目(2012J05074); 国家海洋局第三海洋研究所基本科研业务费专项资金资助项目(海三科2011006)

作者简介: 杜建国(1981-)男, 河南省商丘市人, 博士, 现主要从事海洋生物与生态学研究, E-mail: dujianguo999@gmail.com

通讯作者: 陈彬, 研究员, E-mail: chenbin910@yahoo.com.cn

of Cr to invertebrate was higher than to fishes. The case studies showed that the ecological risk of different valence states of Cr in the Seas of Ningde was higher than that in the Seas of Fuqing.

Key words: Cr; elemental (chemical) speciation; marine organisms; ecological risks; species sensitivity distributions (SSD)

生态风险评价有效整合了学术研究、政策制定和生态环境管理,其研究历经20多年发展历程,风险源从单一风险源扩展到多风险源,风险受体从单一受体发展到多受体,评价尺度也从种群、生态系统扩展到区域和景观水平。在水污染风险评价中考虑生态风险,有利于减少对水生生物的危害,保持水生态平衡,有利于水质净化、水资源的可持续利用。然而,在生态风险评价中使用的剂量-效应关系往往针对单个物种,而污染物的危害则体现在整个生态系统水平^[1]。为了利用毒理数据制定污染物对生态系统层面上的危害,基于不同物种对于污染物敏感性差异的物种敏感性分布(species sensitivity distributions, SSD)方法被提出^[2]。从20世纪70年代末开始,该方法已经被国际上多个国家和机构确立为制定环境质量标准的方法,并应用于生态风险评价当中^[3]。SSD有正向(Forward use)和反向(Inverse use)两种用法^[4-5]。正向用法一般用于风险评价,即由污染物环境浓度出发,通过SSD曲线得到可能受影响的物种的比例(PAF),用以表征生态系统或者不同类别生物的生态风险;反向用法一般用于环境质量标准的制定,即用来确定一个可以保护生态系统中大部分物种的污染物浓度,一般使用HC5(对研究物种的5%产生危害的污染物浓度值)表示^[1-2]。SSD法简明、生态意义明确,近年来已经成为国际上风险评价的热点内容之一,在多个国家的生态风险评价和环境标准制定等工作中被越来越多的使用^[6-8]。我国也逐渐开始关注SSDs法,进行了一些综述性和探索性的研究,但主要集中在淡水生物,如利用SSD法评估了DDT、林丹、多环芳烃、氯酚类化合物、DEHP和重金属对淡水生物的生态风险^[8-14];而应用该方法对海洋重金属污染生态风险进行评估,尤其是对不同形态的海洋重金属污染生态风险的研究则鲜有报道。由某一元素的所有单个物化形式的浓度之和所得的元素总量或元素总浓度的相关信息,需结合该元素各类不同的形态的相关分析,才能更贴合环境和生命科学的实情和研究需要。本文所研究的元素不同形态即包括对该元素的总量或总浓度的研究。

Cr是生物体所必须的微量元素之一,同时也是有毒重金属。各种形态的Cr毒性不相同,对海洋生物的生态风险也会随之不同^[15-16]。本文旨在构建总Cr及不同形态的重金属Cr(Cr^{3+} , Cr^{6+})的SSD曲线,计算不同营养层次海洋生物的HC5在不同污染浓度情况下评估不同营养层次海洋生物的PAF,分析主要海洋生物对重金属的敏感性差异及其特征,又因为我国重金属污染最严重的海域又是工业集中的海湾和河口区域^[17],故选取并探讨两个典型海湾不同形态重金属Cr(包括总Cr)污染的生态风险,以期为我国海洋环境重金属污染生态风险评价及风险管理提供研究补充和理论依据。

1 材料和方法

1.1 SSD原理与基本步骤

SSD法是剂量-效应评价的方法之一。SSD的基本

假设包括两个方面:某生物对某一化学物质的敏感性可用毒性数据代表;该(组)生物对这一化学物质的敏感性(LC_{50} 或 EC_{50} 等毒理数据)为随机数据且符合某一分布,即能够被某一分布描述,如正态分布和逻辑斯蒂分布等。这样,可用的生态毒理学数据可以被看作是生态系统敏感性分布的一个样本,可以用来估算该分布的参数^[12,18]。因此将不同生物的毒理数据($NOEC$ 或 LC_{50} 等)的浓度值($\mu\text{g/L}$)对这组数据以大小排列的分位数做图,并选用一个分布对这些点进行参数拟合,就得到SSD曲线^[9,18]。SSD的构建和应用主要有以下几个步骤:(1)毒理数据的获取;(2)物种分布和数据处理;(3)SSD曲线拟合;(4)HC5和PAF计算;(5)多种污染物联合生态风险 $msPAF$ (multisubstance PAF)计算^[8-9]。

值得一提的是,物种的选取对SSD方法的评价结果也会产生影响。分类群组成上的不同将造成结果的显著不同,而地区分布等因素则不会产生显著影响^[19]。澳大利亚和非澳大利亚物种的独立数据比较研究表明,利用不同区域生物物种构建的SSD曲线差别不明显^[20],这说明SSD曲线具有普适性和通用性。另外,该研究也发现实验室获得的单物种毒性数据和野外围隔实验所获得的毒理数据没有明显差异。因此,虽然本研究中的SSD曲线是由实验室数据拟合的,但其用来评价中国海洋重金属生态风险的结论是合理的。

1.2 毒理数据获取

SSD的构建可以使用 LC_{50} (或 EC_{50})或 $NOEC$ 值等急性或慢性数据。本研究使用急性数据构建SSD。利用美国环保署EPA的ECOTOX数据库(<http://www.epa.gov/ecotox/>)搜集Cr, Cr^{3+} , Cr^{6+} 等3类重金属Cr对于海洋生物的毒理数据。

从原理上来讲,急性数据和慢性数据均可用来构建SSD曲线。慢性毒理数据更接近环境中的实际情况,因为大部分污染物在环境中是以低浓度、长时间暴露为主的,因此使用慢性数据的生态意义更为明确。但是,对大部分污染物和物种来说,慢性毒理数据往往无法满足构建SSD数据量的要求^[3,20-21]。因此,许多研究利用较易获得的急性数据^[7]。也有学者提出了ACT(acute chronic transformation)急性慢性数据转换法^[6],对解决这一问题进行了有价值的探索。

在本研究中,所获取的毒理数据需要进行筛选,所需的数据全是以海水为介质,并在实验室环境下经过小于10d的暴露时间生成的急性数据,其中对于藻类和水蚤,本研究所选用的数据为 EC_{50} ;对于除藻类和水蚤之外的其它物种,则选用 LC_{50} 数据。浓度类型为总浓度或溶解态浓度^[6]。

1.3 物种分组和数据处理

对于同一个物种拥有多个毒理数据的情况,采用浓度的几何均值作为该物种的数据点^[20]。为了分析比较不同营养层次生物受到污染物危害风险的大小,本研究将数据按以下3个步骤分成3种情况考虑:首先是全部物种不进

行细分,整体分析不同重金属对所有海洋生物的影响;而后,把全部物种细分为脊椎动物和无脊椎动物;最后,全部物种细分为藻类、鱼类、甲壳类、软体动物、蠕虫和其他无脊椎动物等几组,分别进行处理^[22]。其中,全部物种包含脊椎动物和无脊椎动物,脊椎动物中包含鱼类,无脊椎动物中包含甲壳类、软体动物、蠕虫以及其他无脊椎动物等。3个步骤的结果将被综合分析。

在针对重金属 Cr 的不同形态(Cr^{3+} 、 Cr^{6+})及总 Cr 的数据进行研究时,所获取的数据量及包含物种数见表 1。

表 1 Cr 不同形态(包括总 Cr)的种类数据(LC_{50} 或 EC_{50})
Tab. 1 Toxicity data (LC_{50} or EC_{50}) of different chemical specification of Cr (including Cr)

类别	$c/\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$		
	Cr	Cr^{3+}	Cr^{6+}
藻类	9	3	62
鱼类	26	5	54
甲壳类	15	1	324
软体动物	2	2	54
蠕虫	—	1	106
其他无脊椎动物	1	—	26
物种总数量	20	9	103
数据数量	53	12	626

由于构建 SSD 曲线所要求物种的最小数量是 5 个^[20],对于计算软件 BurrIIZO(版本 1.0.14)^[23],最小的运行数据量也是 5 个;也有研究建议不少于 10 个数据点,一般认为控制数据量在 10~15 个随机选取量就能符合统计分析的要求^[3]。物种的选取宜涵盖不同的类别和营养级,能够使 SSD 曲线更好的代表生态系统的实际情况,有研究建议至少涉及 3 门 8 科^[21]。数据量太少容易产生较大偏差,故在实际处理数据时,一般数据量少于 5 的物种类别不参与分析。

1.4 SSD 曲线拟合

将毒理数据浓度值进行对数变换,并对这些数据点进行参数拟合就可以得到 SSD 曲线。拟合形式主要有 Log-Normal、Log-triangular、Log-Logistic、ReWeibull 以及 BurrIII 等^[5,18]。除参数方法外,一些研究也使用非参数方法,如 Bootstrapping 等。目前,还没有理论研究证明 SSD 属于某一特定曲线形式,因此可选择不同的拟合方法^[9]。本研究采用 BurrIII 型分布作为 SSD 的拟合曲线。BurrIII 型分布是一种灵活的分布函数,对物种敏感性数据拟合特性较好,澳大利亚和新西兰的环境风险评价和环境质量标准制定中均推荐使用该分布^[20]。

BurrIII 型函数的参数方程为:

$$F(x) = \frac{1}{[1 + (b/x)^c]^k} \quad (1)$$

式中: x 为环境浓度($\mu\text{g/L}$); b 、 c 、 k 为函数的 3 个不同参数(下同)。

当 k 趋于无穷大时, BurrIII 分布可变化为 ReWeibull 分布:

$$F(x) = \exp\left(-\frac{a}{x^b}\right) \quad (2)$$

实际应用中如果 k 值大于 100 时,就可以重新应用 ReWeibull 分布函数进行拟合。

另外,需要说明的是,当 c 趋于无穷大时,可变化为

RePareto 分布。为使本研究的结论更加合理,出现 RePareto 分布的数据不参与分析。

澳大利亚联邦科学和工业研究组织 CSIRO 提供了该方法的说明以及相关的计算软件 BurrIIZO(版本 1.0.14)^[23]。

1.5 $HC5$ 和 PAF 的计算

在 SSD 拟合曲线上对应 5% 累积概率的污染物浓度为 $HC5$ 。应用 BurrIII 分布计算 $HC(q)$ 的公式为:

$$HC(q) = \frac{b}{\left[\left(\frac{1}{q}\right)^{\frac{1}{k}} - 1\right]^{\frac{1}{c}}} \quad (3)$$

式中: $q = 0.05$ 。

PAF 表示环境浓度超过生物毒理终点值的物种比例,即给定的污染物浓度在 SSD 曲线上对应的累积概率^[12]。BurrIII 分布计算 PAF 的公式同公式(1)。

1.6 多种污染物的联合生态风险

SSD 曲线用于生态风险评价的优势之一是可以用来计算多种污染物的联合生态风险,用 $msPAF$ 复合潜在应用百分比表示。在重金属复合污染中,重金属含量不同,复合效应亦不同^[21]。对于拥有相同毒理作用方式的污染物,采用浓度加和的方法计算 $msPAF$;而对于不同毒理作用方式的污染物,则采用效应相加的方式进行计算^[8,12,24]。

(1) 浓度加和方式计算 $msPAF$

首先计算无量纲的 HU (hazard unit) 值, HU 被定义为超过 50% 的物种毒理数据浓度的环境浓度值,数值上等于毒理数据的几何均值。计算公式如下:

$$HU_x = x / \bar{x} \quad (4)$$

HU_x 即毒理数据 x 对应的 HU 值。 \bar{x} 为毒理数据的几何均值,这里称为 HU 转换基数。根据上面的式子,将不同污染物的浓度值转换为 HU 值。将 HU 值加和并取对数,代入联合风险正态分布中求 $msPAF$ 的值。联合风险正态分布的均值 $\mu = 0$,方差等于各污染物毒理数据方差的均值。则 $msPAF$ 在 Excel 中的计算公式为:

$$msPAF = \text{Normdist}(\text{Log}(\sum HU) - \rho, \text{Average}(\sigma), \text{TRUE}) \quad (5)$$

(2) 效应相加方式计算 $msPAF$

若 PAF_1 、 PAF_2 、 PAF_n 为 n 种污染物各自产生的潜在影响比例,各污染物的毒理作用方式 $TMoA$ 不同,则复合潜在影响比例 $msPAF$ 计算公式为:

$$msPAF = 1 - (1 - PAF_1)(1 - PAF_2) \cdots (1 - PAF_n) \quad (6)$$

2 结果与讨论

2.1 参数计算结果

使用 BurrIIZO 计算得到的重金属 Cr 的 2 种不同形态(Cr^{3+} 、 Cr^{6+})及总 Cr 的 SSD 曲线的拟合参数结果见表 2。除了 Cr 对无脊椎动物和甲壳类使用了 ReWeibull 分布以外,其余的曲线拟合中都选用了 BurrIII 分布。同样,其他由于数据缺失未给出曲线拟合的参数结果,不参与比较。

2.2 不同形态的重金属 Cr 对生物的 $HC5$ 值比较

如表 3 所示,同一重金属的不同形态对全部海洋生物的 $HC5$ 值不同,从大到小排序依次为 $\text{Cr}^{3+} > \text{Cr}^{6+} > \text{Cr}$,说明这几种不同形态的重金属 Cr(包括 Cr)对海洋生

表 2 利用 BurrIIZO 计算 SSD 参数的结果				
Tab.2 SSD parameters calculated by BurrIIZO				
海洋生物	Cr			
	拟合曲线	b	c	k
全部物种	BurrIII	32624.431	1.170	0.354
脊椎动物	-	-	-	-
无脊椎动物	ReWeibull	3544.220 (α)	0.983(β)	
藻类	-	-	-	-
甲壳类	ReWeibull	2650.702(α)	0.934(β)	
鱼类	-	-	-	-
蠕虫	-	-	-	-

海洋生物	Cr ³⁺			
	拟合曲线	b	c	k
全部物种	BurrIII	77932.877	3.737	0.122
脊椎动物	-	-	-	-
无脊椎动物	-	-	-	-
藻类	-	-	-	-
甲壳类	-	-	-	-
鱼类	-	-	-	-
蠕虫	-	-	-	-

海洋生物	Cr ⁶⁺			
	拟合曲线	b	c	k
全部物种	BurrIII	50524.158	1.988	0.225
脊椎动物	BurrIII	35637.900	2.528	1.062
无脊椎动物	BurrIII	44079.866	2.001	0.207
藻类	BurrIII	3261.959	1.100	1.136
甲壳类	BurrIII	41000.060	1.917	0.173
鱼类	BurrIII	35637.900	2.528	1.062
蠕虫	BurrIII	3036.599	1.682	1.774
其它无脊椎动物	-	-	-	-

物的生态风险依次升高。Cr³⁺ 对全部物种的 HC5 值为 109.14 μg/L,对海洋生态系统的影响相对较小。Cr⁶⁺ 相对较大,为 62.71 μg/L,说明 Cr⁶⁺ 对海洋生物的毒性影响大于 Cr³⁺。而 Cr 对海洋生物的 HC5 值在这三者中最低,说明海洋生物对 Cr 较为敏感,反映出较高的生态风险。

表 3 不同形态 Cr(包括总 Cr)对不同物种的 HC5 值(LC₅₀或 EC₅₀)

Tab.3 HC5 values of different chemical speciation of Cr (including Cr) to different species

海洋生物	c/μg·L ⁻¹		
	Cr	Cr ³⁺	Cr ⁶⁺
全部物种	23.78	109.14	62.71
脊椎动物	-	-	11961.36
无脊椎动物	1332.61	-	32.00
藻类	-	-	317.43
甲壳类	1426.10	-	5.03
鱼类	-	-	11961.36
蠕虫	-	-	1256.94
其它无脊椎动物	-	-	-

2.3 不同形态的重金属 Cr 不同暴露浓度下对不同海洋生物的 PAF 值

不同形态的重金属 Cr 及所有含 Cr 的化学物质在不同浓度下得出的对不同营养层次海洋生物的 PAF 值,反映了他们对不同类别生物的伤害程度。如表 4 所示,在 10 μg/L 下,全部物种中约有 3.49% 会受到 Cr 的损害,

2.20% 会受到 Cr⁶⁺ 的损害,1.68% 会受到 Cr³⁺ 的损害,依此进行排序,由 PAF 值反映此浓度下各形态的重金属 Cr(包括总 Cr)对海洋生物的影响范围和危害程度,有 Cr³⁺ > Cr⁶⁺ > Cr,与 2.2 中以 HC5 值为标准的排序、分析结果一致。由表 4 比较可知, Cr⁶⁺ 对甲壳类动物的影响相对较大。

2.4 不同种类生物对同种形态的重金属 Cr 的敏感性比较

由表 3 可见,甲壳类对 Cr⁶⁺ 较为敏感,而对 Cr 的耐受性较好。鱼类对 Cr⁶⁺ 的耐受性较好。一般来说,无脊椎动物对 Cr 的耐受性较高,但对 Cr⁶⁺ 较为敏感。不同种类生物对 Cr⁶⁺ 毒性的敏感性相差很多,其中甲壳类的敏感性最高,鱼类的耐受性最好。总 Cr 对于不同种类生物的毒性规律基本与 Cr⁶⁺ 的一致。总的看来, Cr 对无脊椎动物的毒性明显强于脊椎动物,其对无脊椎动物的毒性强度又以甲壳类为最高,亦即甲壳类对 Cr 的敏感性最强。

HC5 值仅限于比较低浓度时不同物种对各个重金属敏感性的不同,而利用 SSD 拟合曲线可以方便地比较不同重金属浓度下生物敏感性程度的差别。

通过 SSD 拟合曲线比较,可由图 1 结果表明,不同浓度下, Cr 对甲壳类动物的毒性影响和其对无脊椎动物的毒性影响在趋势和程度都很相近。由图 2 可知,当 Cr⁶⁺ 的浓度在 1 μg/L 以下时,甲壳类的敏感性最高,其次是无脊椎动物;随着浓度逐渐升高,蠕虫类对 Cr⁶⁺ 的敏感性在浓度大于 1 000 μg/L 的情况下迅速上升,最终成为敏感性最高的物种藻类;鱼类对 Cr⁶⁺ 的敏感性一直都处于一个相对最低的水平。由以上的讨论可以发现,重金属元素的浓度在不同的范围时,不同生物对其的敏感性大小顺序会发生变化。

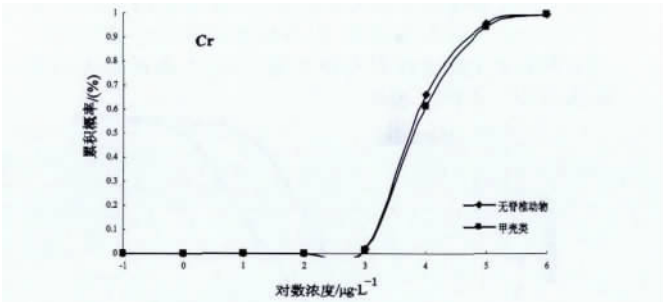


图 1 无脊椎动物、甲壳类对 Cr 的 SSD 曲线
Fig.1 SSD curves for invertebrates, crustaceans exposed to Cr

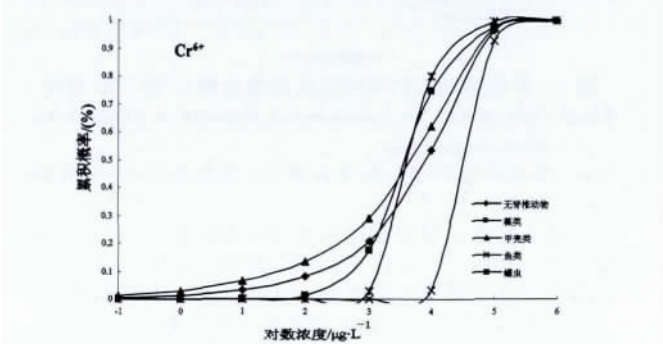


图 2 无脊椎动物、藻类、甲壳类、鱼类、蠕虫对 Cr⁶⁺ 的 SSD 曲线
Fig.2 SSD curves for invertebrates, crustaceans, algae & moss & fungi, fishes, worms exposed to Cr⁶⁺

2.5 不同形态的重金属 Cr(包括总 Cr) 对同种生物的生态风险比较

低浓度(浓度小于 1 $\mu\text{g/L}$) 情况下, Cr 是无脊椎动物最为敏感的形态; 浓度为 10 $\mu\text{g/L}$ 是一个分界点, 无脊椎

动物对于 Cr 和 Cr^{6+} 的敏感性顺序开始发生变化, 但在高浓度(浓度大于 1 000 $\mu\text{g/L}$) 情况下, Cr^{6+} 对无脊椎动物的毒性影响程度逐渐达到相对最高的水平。(图 3) 。

图 4 反映的甲壳类对各种形态(包括总 Cr) 的 Cr 的

表 4 不同形态的重金属 Cr 暴露浓度下的 PAF 预测值

Tab.4 Predicted PAF values under various concentrations of different valence states of Cr

Cr 的形态	浓度	PAF/(%)							
		全部物种	脊椎动物	无脊椎动物	藻类	甲壳类	鱼类	软体	蠕虫
Cr	0.1	0.52	—	0	—	0	—	—	—
	1.0	0.34	—	0	—	0	—	—	—
	10	3.49	—	0	—	0	—	—	—
	100	9.07	—	0	—	0	—	—	—
	1000	23.43	—	1.88	—	1.54	—	—	—
Cr ³⁺	0.1	0.21	—	—	—	—	—	—	—
	1.0	0.59	—	—	—	—	—	—	—
	10	1.68	—	—	—	—	—	—	—
	100	4.80	—	—	—	—	—	—	—
	1000	13.73	—	—	—	—	—	—	—
Cr ⁶⁺	0.1	0.28	0	0.46	0	1.36	0	—	0
	1.0	0.78	0	1.19	0	2.92	0	—	0
	10	2.20	0	3.09	0.07	6.29	0	—	0
	100	6.16	0	8.02	1.25	13.52	0	—	0
	1000	17.27	0.01	20.82	17.36	29.07	0.01	—	2.81

敏感性规律与图 3 的规律基本相似, 仅在浓度为 10 $\mu\text{g/L}$ 这一分界点后, 随着浓度的升高, 也是 Cr^{6+} 对甲壳类的毒性影响程度逐渐达到相对最高的水平。即当浓度小于 10 $\mu\text{g/L}$ 时, Cr^{6+} 与 Cr 对甲壳类的生态风险大小顺序为 $\text{Cr} > \text{Cr}^{6+}$, 随着浓度升高, 甲壳类对 Cr^{6+} 与 Cr 二者的敏感性大小排列变为 $\text{Cr}^{6+} > \text{Cr}$ 。

图 5 就不同形态(包括总 Cr) 的重金属 Cr 对被测的所有物种做 SSD 曲线, 其结果表明, 以暴露浓度为 100 000 $\mu\text{g/L}$ 作为一个分界点, 当浓度低于这个值时, Cr 一直是对海水中生物毒性影响相对最大的, 并保持 $\text{Cr} > \text{Cr}^{6+} > \text{Cr}^{3+}$ 的生态风险大小排序, 但当浓度高于这个值时, Cr^{3+} 成为对海生物毒性影响相对最大的, 生态风险大小排序变为 $\text{Cr}^{3+} > \text{Cr}^{6+} > \text{Cr}$ 。

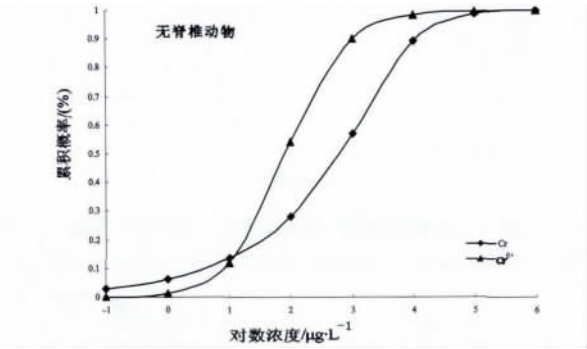


图 3 无脊椎动物对不同形态的重金属 Cr 的 SSD 曲线
Fig.3 SSD curves for invertebrates exposed to different valence states of Cr

2.6 典型水体不同形态重金属 Cr(包括总 Cr) 生态风险评估

表 5 给出了福清核电站和宁德海区的 Cr 和 Cr^{6+} 浓度^[25-26]。利用 SSD 进行了生态风险分析, 计算不同污染物的急性 PAF 和联合生态风险。由于各重金属的毒理作用方式不同, 故采用效应相加的方式分别计算急性 $msPAF$ 。由表可见, 在急性条件下, 作为案例的水域不同形态的重金属 Cr 生态风险的大小顺序为福清核电(0.63%) < 宁德(0.66%)。由此可见, 福清核电站受重金属 Cr 污染比宁德海区严重。仅就单一形态的 Cr^{6+} 而言, 宁德海区的 Cr^{6+} 含量相比福清核电站的多, 生态风险也较高。

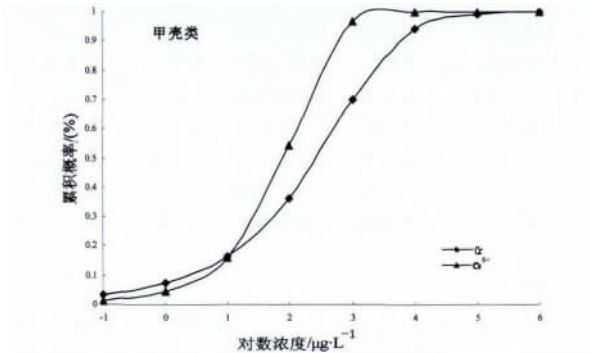


图 4 甲壳类对不同形态的重金属 Cr 的 SSD 曲线
Fig.4 SSD curves for crustaceans exposed to different valence states of Cr

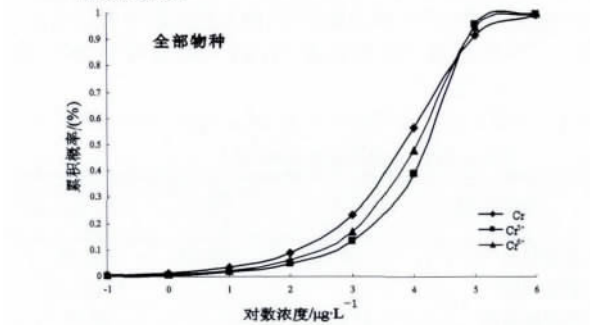


图 5 不同形态的重金属 Cr 对所有生物的 SSD 曲线
Fig.5 SSD curves for all the species exposed to different valence states of Cr

表 5 案例水体不同形态重金属 Cr 的联合生态风险
Tab.5 The joint ecological risks of the heavy metals in the studies surface water

港湾	项目	Cr	Cr^{6+}
福清核电	浓度	0.16	0.04
	PAF%	0.63(亦即为 $msPAF\%$)	0.19
宁德	浓度	0.18	0.13
	PAF%	0.66(亦即为 $msPAF\%$)	0.31

3 结 论

3.1 3种不同形态(包括总Cr)的重金属Cr的 $HC5$ 的大小顺序为 $Cr^{3+} > Cr^{6+} > Cr$ 。说明这3种形态的重金属Cr对海洋生物的生态风险依次升高。

3.2 对不同形态的重金属Cr(包括总Cr)进行分析时,浓度小于 $10\text{ }\mu\text{g/L}$ 时, Cr 、 Cr^{3+} 、 Cr^{6+} 三者生态风险差异不大,且都处于相对较低的水平。在 $10\text{ }\mu\text{g/L}$ 的暴露浓度下,三者所影响的海洋生物比例均未超过5%。随着浓度升高,当浓度达到 $1\text{ }000\text{ }\mu\text{g/L}$ 时,分别有23.43%、13.73%和17.27%的物种受到 Cr 、 Cr^{3+} 、 Cr^{6+} 的损害,此时三者的生态风险差异也比低浓度时有所增大。

3.3 相对于 $HC5$ 值,利用SSD拟合曲线可以更加合理和方便地比较不同重金属浓度下不同生物敏感性的差别。重金属的浓度在不同的范围时,不同生物对其的敏感性大小顺序会发生变化。当不同形态的重金属Cr(包括总Cr)浓度在不同的范围时,不同生物的敏感性大小顺序会发生变化。

3.4 对于不同形态的重金属Cr(包括总Cr),低浓度(浓度小于 $1\text{ }\mu\text{g/L}$)情况下, Cr 是无脊椎动物最为敏感形态(包括总Cr);但在高浓度(浓度大于 $1\text{ }000\text{ }\mu\text{g/L}$)情况下, Cr^{6+} 对无脊椎动物的毒性影响程度逐渐达到相对最高的水平。 Cr 、 Cr^{3+} 、 Cr^{6+} 对甲壳类生物的生态风险大小顺序在一定浓度范围内,都保持 $Cr > Cr^{6+} > Cr^{3+}$ 的排列,但在浓度高于 $100\text{ }000\text{ }\mu\text{g/L}$ 时,三者的生态风险大小排列变为 $Cr^{3+} > Cr^{6+} > Cr$ 。

3.5 应用SSD法,计算 $msPAF$ 后,在评价福清核电站与宁德海区不同形态的重金属Cr(包括总Cr)生态风险时, $msPAF$ 的计算结果显示,福清核电(0.83%)>宁德(0.68%)。

参考文献:

- [1] NEWMAN M C, OWNBY D R, McZIN L C A, et al. Applying species sensitivity distributions in ecological risk assessment: Assumptions of distribution type and sufficient numbers of species [J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 2000, 19(2): 508-515.
- [2] KOOLJMAN S A L M. A safety factor for LC_{50} values allowing for differences in sensitivity among species [J]. Water Research, 1987 21: 269-276.
- [3] WHEELER J R, CRIST E P M, LEUNG K M Y, et al. Species sensitivity distributions: data and model choice [J]. Marine Pollution Bulletin 2002 45: 192-202.
- [4] VAN STRAALLEN N M. Theory of ecological risk assessment based on species sensitivity distributions // Posthuma L, Traas T P, Suter G W. Species Sensitivity Distributions in Ecotoxicology [M]. Boca Raton, FL, USA, Lewis, 2002a, 37-48.
- [5] VAN STRAALLEN N M. Threshold models for species sensitivity distributions applied to aquatic risk assessment for zinc [J]. Environmental Toxicology and Pharmacology, 2002, 11(3/4): 167-172.
- [6] DUBOUDIN C, CIFFROY P, MAGAUD H. Acute-to-chronic species sensitivity distribution extrapolation [J]. Environmental Toxicology and Chemistry 2004 23(7): 1774-1785.
- [7] WANG B, YU G, HUANG J, et al. Development of species sensitivity distributions and estimation of $HC5$ of organochlorine pesticides with five statistical approaches [J]. Ecotoxicology 2008, 17(8): 716-724.

- [8] 刘良, 颜小品, 王印, 等. 应用物种敏感性分布评估多环芳烃对淡水生物的生态风险 [J]. 生态毒理学报, 2009, 4(5): 647-654.
- [9] 王印, 王军军, 秦宁, 等. 应用物种敏感性分布评估 DDT 和林丹对淡水生物的生态风险 [J]. 环境科学学报, 2009, 29(11): 2407-2414.
- [10] 雷炳莉, 黄圣彪, 王子健. 生态风险评价理论和方法 [J]. 化学进展, 2009, 21(2): 350-358.
- [11] 蒋丹烈, 胡霞林, 尹大强. 应用物种敏感性分布法对太湖沉积物中多环芳烃的生态风险分析 [J]. 生态毒理学报, 2011, 6(1): 60-66.
- [12] 孔祥臻, 何伟, 秦宁, 等. 重金属对淡水生物生态风险的物种敏感性分布评估 [J]. 中国环境科学, 2011, 31(9): 1555-1562.
- [13] 胡习邦, 王俊能, 许振成, 等. 应用物种敏感性分布评估 DE-HP 对区域水生生态风险 [J]. 生态环境学报, 2012, 21(6): 1082-1087.
- [14] 蒋丹烈, 岳龙, 马迪, 等. 应用物种敏感性分布法分析太湖及天目湖水体的生态风险 [J]. 环境化学, 2012, 31(3): 296-301.
- [15] 胡建英, 安伟, 曹红斌, 等. 化学物质的风险评价 [M]. 北京: 科学出版社, 2010.
- [16] 滕葭, 柳琪, 李倩, 等. 重金属污染对农产品的危害与风险评估 [M]. 北京: 化学工业出版社, 2010.
- [17] 曲传宇. 呻吟的家园: 海洋污染 [M]. 北京: 海洋出版社, 2007.
- [18] POSTHUMA L, TRAAS T P, SUTER G W. General Introduction to Species Sensitivity Distributions [M]. Species sensitivity distributions in ecotoxicology. Boca Raton, FL, USA, Lewis, 2002: 3-9.
- [19] MALTBY L, BROCK T C M, VAN DEN BRINK P J. Fungicide risk assessment for aquatic ecosystems: Importance of inter specific variation, toxic mode of action, and exposure regime [J]. Environmental Science & Technology, 2009, 43(19): 7556-7563.
- [20] HOSE G C, VAN DEN BRINK P J. Confirming the species-sensitivity distribution concept for endosulfan using laboratory, mesocosm, and field data [J]. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 2004 47: 511-520.
- [21] US EPA. 1985. Guidelines for ecological risk assessment (EPA/630/R-95/002F) [S]. Office of Research and Development, Washington D C, USA.
- [22] VAN DEN BRINK P J, POSTHUMA L, BROCK T C M. The value of the species sensitivity distribution concept for predicting field effects: (Non-) confirmation of the concept using semi-field experiments // Posthuma L, Traas T P, Suter G W. Species Sensitivity Distributions in Ecotoxicology [M]. Boca Raton, FL, USA: Lewis, 155-193.
- [23] CSIRO (Australia's Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation). A flexible approach to species protection [EB/OL]. <http://www.cmis.csiro.au/envir/burrliz/>. 2008.
- [24] TRAAS T P, VAN DE MEENT D, POSTHUMA L, et al. The potentially affected fraction as a measure of ecological risk [M] // Posthuma L, Traas T P, Suter G W. Species Sensitivity Distributions in Ecotoxicology. Boca Raton, FL, USA, Lewis, 2002: 315-343.
- [25] 林彩, 暨卫东. 福清海域一期工程施工期海域环境监测报告[R]. 厦门: 国家海洋局第三海洋研究所, 2011.
- [26] 林彩, 暨卫东. 宁德海域环境监测报告[R]. 厦门: 国家海洋局第三海洋研究所, 2011.